UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Emilio Garcia

“Chuva de sementes em um fragmento de floresta estacional semidecídua em Campinas, SP”

Tese apresentada ao Instituto de Biologia para obtenção do Título de Mestre em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva.

Campinas, 2007

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DO INSTITUTO DE BIOLOGIA – UNICAMP

G165c

Garcia, Emilio
Chuva de sementes em um fragmento de floresta estacional semidecídua em Campinas, SP / Emilio Garcia. – Campinas, SP: [s.n.], 2007.

Orientador: Wesley Rodrigues Silva.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

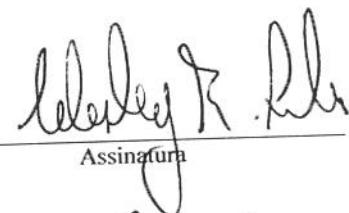
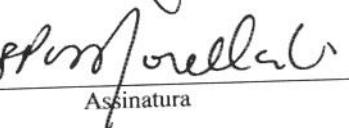
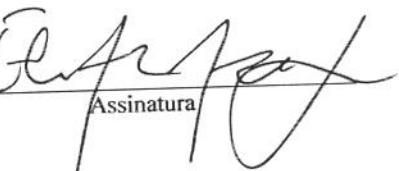
1. Sementes. 2. Chuva de sementes. 3. Coletor de sementes. 4. Sementes - Dispersão. 5. Efeito de borda. I. Silva, Wesley Rodrigues. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

(rcdt/ib)

Título em inglês: Seed rain in a fragmented tropical semi-deciduous Forest in Campinas, SP.
Palavras-chave em inglês: Seeds; Seed rain; Seed trap; Seeds - Dispersal; Edge effect.
Área de concentração: Ecologia.
Titulação: Mestre em Ecologia.
Banca examinadora: Wesley Rodrigues Silva, Flavio Antonio Maës dos Santos, Leonor Patrícia Cerdeira Morellato.
Data da defesa: 28/02/2007.
Programa de Pós-Graduação: Ecologia.

Campinas, 28 de .fevereiro. de .2007.

BANCA EXAMINADORA

Prof(a). Dr(a). Wesley Rodrigues Silva (Orientador(a)) — Assinatura

Profa. Dra. Leonor Patrícia Cerdeira Morellato — Assinatura

Prof(a). Dr(a). Flavio Antonio Maës dos Santos. — Assinatura

Prof(a). Dr(a). Mauro Galetti — Assinatura

Prof(a). Dr(a). André Victor Lucci Freitas — Assinatura

"Se nós não pudéssemos rir das coisas que
não fazem sentido, nós não poderíamos
reagir a muitas coisas da vida."

Calvin

AGRADECIMENTOS

Este espaço é dedicado àqueles que deram a sua contribuição para que esta dissertação fosse realizada. A todos eles deixo aqui o meu agradecimento sincero.

Em primeiro lugar agradeço ao Prof. Wesley Rodrigues Silva por ter me aturado por três anos e ainda se dispor a me aturar no doutorado. Por ter me acolhido da melhor maneira possível e por ser o maior tirador de sarro que eu conheço.

Em segundo lugar, agradeço aos membros da pré banca e da banca, Prof. Dr. André Victor Lucci Freitas, prof. Dr. Marco Aurélio Pizzo, Dr. Paulo R. Guimaraes Jr. (Miúdo), Prof. Dra. Leonor Patrícia Cerdeira Morellato e ao Prof. Dr. Flavio Antonio Maës dos Santos pela amizade e grande colaboração nesse trabalho.

Gostaria ainda de agradecer ao meu amigo Paulo Alvarenga Sardenbergue por ter sido fundamental no início do projeto, por ter me ajudado na confecção e distribuição dos coletores (ambos ficamos cobertos de farinha) e por ter me ajudado nas primeiras triagens.

Agradeço também ao meu grande amigo Prof. Dr. Gustavo Romero, por servir de exemplo e também por ter me ajudado muito nas análises. Sem sua ajuda tudo teria sido muito mais complicado.

Agradeço a Fundação José Pedro de Oliveira por permitir a realização do projeto, a FAPESP pela bolsa (processo No. 03/11698-7), a Tubos e Conexões Tigre do Brasil S.A. pela doação dos tubos de ensaio e ao meu amigo Maurinho dono da Padaria Duas Avenidas em Paulínia pela doação dos sacos de farinha.

Agradeço a todos os meus novos amigos da UNICAMP, que apesar de serem da UNICAMP são legais pra caramba. Destacadamente agradeço, ao Rafa, a Alice, a Marcela, ao Danilo, ao Alexander, a Natalia e a tantos outros que fica difícil de lembrar.

Agradeço aos meus irmãos por serem pentelhos a 26 anos, mas mesmo assim indispensáveis. Aos meus pais por gostarem de mim incondicionalmente, por me apoiarem sempre, por acreditarem em mim e lógico, por terem me colocado no mundo.

A Kamila, pois ela é especial. Companheira, inteligente demais, amiga demais, linda demais, o amor da minha vida.

Apesar de todos os agradecimentos acima, essa tese e a minha vida é dedicada a uma única pessoa, a minha filha Helena.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS

ÍNDICE DE TABELAS

RESUMO

A região de Campinas foi descrita como uma das áreas mais devastadas do estado. Dessa forma, a Mata Santa Genebra, uma das maiores reservas urbanas do mundo, apresenta grande importância, não apenas acadêmica, mas para o município em geral. A elaboração de um plano de manejo e de recuperação florestal torna-se cada vez mais necessária nesse tipo de fragmento, sendo que o estudo da dinâmica da chuva de sementes serve como um importante subsídio na elaboração desse plano. Assim, o presente projeto tem como objetivo principal avaliar se há diferenças na chuva de sementes entre as diferentes fisionomias vegetais nessa mata.

Os resultados obtidos mostram que há diferenças significativas entre a abundância e a diversidade de sementes em diferentes escalas. As áreas de borda de mata e a área que sofreu um incêndio recente apresentam abundâncias e diversidades de sementes significativamente menores do que os valores encontrados no interior da floresta (área mais preservada) e no brejo. Essas diferenças podem ser explicadas de três maneiras. A primeira leva em consideração os fatores microclimáticos decorrentes da proximidade dessas áreas a uma matriz diferente (cana de açúcar). Nessas áreas há a possibilidade de uma maior incidência de ventos e de luminosidade, que poderiam em ultima instancia influenciar negativamente a abundância e a diversidade de plantas nessas áreas. Por este ponto de vista a chuva de sementes seria apenas um reflexo da comunidade vegetal. A segunda explicação possível é que estes mesmos fatores microclimáticos podem influenciar negativamente as interações mutualísticas entre as plantas e seus dispersores. Essas áreas são teoricamente mais desprotegidas contra ventos e predadores. A terceira explicação esta mais ligada a área queimada, diversos autores discutem que após uma queimada a área entra em um processo sucessional semelhante a abertura de uma

clareira. Em um dos estágios sucessionais, é prevista uma maior abundância de arbustos, trepadeiras e gramíneas. Se considerarmos que a área queimada ainda esta em um estágio sucessional inicial podemos esperar que a diversidade e a abundância de sementes do extrato arbustivo arbóreo seja significativamente menor do que os encontrados para uma área em estágio sucessional mais avançado (interior da mata). Outro dado importante nos mostra que os efeitos microclimáticos a 3m da estrada que circunda a mata podem resultar numa redução ainda maior na abundância e na riqueza sementes em relação a uma faixa um pouco mais interna (10 – 25m).

Quando mudamos de escala encontramos outras diferenças. Ao compararmos áreas de borda que sofreram uma estratégia de manejo (limpeza de trepadeiras e gramíneas, plantio de espécies de árvores nativas) com áreas de borda intocadas, não encontramos diferenças significativas nem para abundância de sementes nem para a diversidade de sementes, isso nos mostra que pelo menos do ponto de vista da chuva de sementes a estratégia de manejo ainda não foi eficiente.

Nosso trabalho mostrou, que do ponto de vista da chuva de sementes, a situação da Mata Santa Genebra é extremamente preocupante. Além de poucas sementes chegarem ao solo nas áreas de borda e queimada, a abundância média de sementes por metro quadrado chegando ao solo da mata como um todo é significativamente menor do que o encontrado em outros fragmentos florestais. O nosso trabalho torna-se assim um importante subsídio para a elaboração de estratégias de manejo eficientes e longo prazo para a manutenção de um dos maiores e mais importantes fragmentos florestais urbanos do país.

INTRODUÇÃO GERAL

A acelerada degradação das formações florestais do Estado de São Paulo nas duas últimas décadas tem sido relatada por diversos autores (Consema 1985; Kronka e*t al*. 1993). A expansão da fronteira agrícola e, recentemente, o crescimento urbano, são os principais responsáveis por tal degradação (Nave 1999). Essas modificações e a conseqüente degradação das formações naturais do Estado foram de tamanha proporção que hoje restam apenas pequenos fragmentos de vegetação natural. O programa Olho Verde, que fez um levantamento da cobertura vegetal do estado, por meio de satélite, concluiu que restam ainda 13,68% de vegetação natural no ano de 1999. Esses fragmentos, quando em posse de particulares, geralmente se apresentam em avançado estágio de perturbação, sofrendo ainda interferências antrópicas de diferentes naturezas como fogo, extrativismo seletivo, uso dessas áreas para pastagem, entre outros (Nave 1999).

A região de Campinas foi descrita como uma das áreas mais devastadas do estado (Kronka e*t al*. 1993). A situação encontrada em relação à cobertura vegetal natural foi de apenas 3% da sua superfície, constituída basicamente de pequenos remanescentes florestais fragmentados. Os poucos remanescentes ainda florestados estão em sua maioria protegidos pelo estado e necessitam urgentemente de um plano de conservação, manejo e recuperação que garantam a sua conservação (Rodrigues 1992).

A adoção de técnicas de manejo e recuperação dos fragmentos florestais também depende do conhecimento da dinâmica florestal, que por sua vez apresenta particularidades para cada trecho da floresta, dependendo das características ambientais e do histórico de perturbação natural ou antrópico naquela situação (Nave 1999).

Heterogeneidade do fragmento

Diversas pesquisas mostraram que remanescentes florestais são muito heterogêneos em termos florísticos e estruturais, mesmo considerando trechos contínuos de floresta (Cardoso-Leite 1995, Oliveira 1997). Essa heterogeneidade dá origem aos chamados mosaicos florestais, os quais expressam a heterogeneidade ambiental ou o gradiente sucessional dentro de fragmentos florestais (Oliveira-Filho e Ratter 1995).

O mosaico ambiental é determinado pelas condições edáficas e topográficas locais (Metzger e*t al*. 1997), enquanto que o mosaico sucessional é causado tanto pela ocorrência de perturbações naturais, como a abertura de clareiras, ou por fatores antrópicos de degradação, como a fragmentação, o fogo, o extrativismo, o efeito de borda, entre outros (Oliveira 1997).

Nas últimas décadas, o mosaico florestal das diversas formações naturais tem sido incrementado pela ação antrópica, principalmente o extrativismo seletivo e as queimadas, que atuam de forma diferenciada nos vários trechos da floresta. Esta devastação florestal chegou até mesmo em áreas de difícil acesso, tornando-se raros os fragmentos remanescentes ainda bem conservados (Rodrigues 1992). Essa acelerada degradação tem direcionado muitos estudos no sentido de acumular conhecimentos sobre a flora, a estrutura e a dinâmica desses ambientes historicamente perturbados pela ação antrópica.

Efeito de Borda

A fragmentação florestal tende a causar o aumento da área de contato das florestas com a matriz decorrente do isolamento das manchas florestais (Williams-Linera *et al.* 1997) e isso pode causar uma alteração no movimento energético, material e no fluxo de organismos entre tais ambientes (Wiens *et al.* 1993). De maneira geral, estas

modificações nas áreas mais externas dos fragmentos florestais, bordas do fragmento, geradas pelo contato com a matriz, são chamadas "efeitos de borda" (Murcia 1995).

Nas bordas de fragmentos florestais, comunidades vegetais da matriz e da floresta se encontram e, assim, as bordas podem ser entendidas como áreas de transição entre unidades da paisagem de hábitat e não-hábitat, regidas pelas "forças de interação" entre as mesmas (Holland 1988 *apud* Metzger 1999).

Vista do interior da mata, tal mudança pode ser evidenciada por um aumento da penetração da luz solar (Murcia 1995) e maior incidência de ventos (Laurance *et al.* 1998). Estas alterações podem ocasionar a elevação da temperatura no ambiente (Nichol 1994) e o conseqüente aumento da evapotranspiração (Matlack 1993), proporcionando, assim, a diminuição da umidade relativa do solo e do ar (Kapos 1989), o que favoreceria o estabelecimento de estresse hídrico (Esseen and Renhorn 1998).

Em última análise, todo este processo acaba sendo um fator selecionador das comunidades capazes de se instalar e utilizar as bordas como área de desenvolvimento, devido às adaptações necessárias para as espécies habitarem com sucesso esses ambientes ecotonais (Willson and Crome 1989, Malcolm 1994).

No entanto, parece não haver um padrão muito claro sobre até que ponto as alterações micro-climáticas das bordas podem ser percebidas no interior dos fragmentos. Ao estudar fragmentos em reservas florestais próximas a Manaus, AM, Kapos (1989) mostrou que a distância de penetração destas alterações chega a 40 m, a partir do limite físico do fragmento com a matriz. Outros autores relatam penetrações de efeitos menos intensas, como 15-25 m (Williams-Linera 1990), 7-12 m (MacDougall and Kellman 1992), 10-20 m (Esseen and Renhorn 1998) e atentam que as alterações estão intimamente

associadas à idade da borda e ao tempo de observação (coleta de dados) (Kapos *et al.* 1997).

Embora existam dados algo conflitantes a este respeito, é consenso entre os pesquisadores que fragmentos florestais muito pequenos podem vir a ser, no seu todo, extensas bordas de florestas e, então, as alterações podem manifestar-se multiplicativamente, pois o micro-clima da floresta é fortemente influenciado pela distância em relação à periferia do fragmento.

Chuva de sementes

Define-se "chuva de sementes" como o conjunto de sementes que caem no solo. Essas sementes podem ter origem tanto em plantas que estão produzindo frutos localmente como em plantas de regiões adjacentes, cujas sementes são transportadas através de seu agente dispersor (Alvarez-Buylla and Martínez-Ramos 1990). A dispersão é um fator importante na determinação de padrões de deposição das sementes, pois possibilita sua distribuição por uma área maior que a copa da planta-mãe, aumentando, assim, as chances de que encontrem um sítio favorável à germinação e ao estabelecimento (Stiles and White 1986).

As sementes têm papel fundamental na regeneração natural das florestas (Alvarez-Buylla and Martínez-Ramos 1990). O estudo da chuva de sementes torna-se importante a partir do momento no qual considera as alterações temporais na composição florística da comunidade e as variações sazonais na frutificação e nos tipos de dispersão de sementes como principais variantes na abundância de sementes, espécies e formas de vidas das plantas, provocando efeitos visíveis durante o ano e os períodos seguintes (Alvarez-Buylla and Martínez-Ramos 1990).

Objetivos

O trabalho realizado teve como objetivo principal avaliar se há diferenças na chuva de sementes entre diferentes fisionomias vegetais na Mata Santa Genebra em Campinas, SP.

Para tanto desenvolvemos os seguintes objetivos específicos:

- identificar todas as espécies de sementes encontradas nos coletores até o menor nível taxonômico possível;
- comparar a composição (lista de espécies) e a estrutura (arranjo da comunidade) da chuva de sementes nas diferentes fisionomias de mata;
- avaliar como o efeito de borda influencia na chuva de sementes;
- enquadrar as espécies identificadas nas síndromes de dispersão de sementes propostas por van Der Pjil (1982) e realizar comparações quantitativas entre elas (síndromes predominantes, etc);
- calcular e comparar a abundância e a riqueza de sementes nas diferentes áreas consideradas
- comparar a eficiência de amostragem de dois modelos de coletores de sementes.

Área de Estudo – Mata Santa Genebra

Localização

A Reserva Municipal de Santa Genebra situa-se no distrito de Barão Geraldo, região norte do município de Campinas, SP. Pertence à Fundação José Pedro de Oliveira e é protegida pelas legislações municipal e estadual. Localiza-se às margens da rodovia Campinas-Paulínia, na altura do km 5, entre as coordenadas 22° 48' 36''S e 47° 07' 33''W; e 22° 50' 10''S e 47° 06' 14''W (Nave, 1999).

A reserva tem uma área de 251,77 ha e altitudes que variam entre 580 m e 670 m, com relevo levemente ondulado (Galetti and Pedroni 1994). O fragmento encontra-se em área urbana, cercado de loteamentos e áreas de cultivo (cana, soja, milho e hortaliças) (Castellani and Stubblebine 1993).

Vegetação

O relevo levemente ondulado apresenta áreas mais elevadas que somam 85% da área total da reserva e regiões de baixada ao longo dos córregos, representando 15% da área total (Leitão Filho 1995).

Na área mais elevada, a formação florestal encontrada pode ser definida como Floresta Estacional Semidecídua. O termo "estacional" refere-se à dupla estacionalidade do clima, uma estação tropical com época de intensas chuvas de verão (novembro a abril) seguida por estiagem acentuada e outra subtropical sem período seco, mas com seca fisiológica provocada pela queda de temperatura no inverno (maio a outubro). O termo "semidecídua" refere-se ao fato de parte das espécies arbóreas perderem parcialmente ou totalmente as folhas (Nave 1999).

A fisionomia dessas áreas mais elevadas encontra-se bastante alterada devido a vários fatores antrópicos, tais como a retirada seletiva de madeiras nobres no passado, o possível corte raso de alguns trechos para o aproveitamento de lenha ou a implementação de pequenas “roças de toco”, o próprio efeito de fragmentação e isolamento do remanescente, além dos impactos causados pelas áreas agrícolas de entorno e a proximidade de pólos industriais, com carreamento de poluentes pelos ventos, chuva ácida, descarga de águas superficiais e outros (Nave 1999).

Nas baixadas, a floresta estacional semidecídua é substituída pela floresta sobre solo permanentemente encharcado, também chamada de floresta paludosa ou de brejo. A floresta paludosa, apesar de aparecer freqüentemente associada às matas ripárias e de galeria, é uma formação florestal que se diferencia destas por estarem sujeitas à presença d’água em caráter quase permanente no solo (Leitão Filho 1995).

Existe ainda, na reserva, um trecho onde ocorreu um incêndio de grande impacto no mês de setembro de 1981, atingindo uma área equivalente a 5% (12 ha) do total da floresta. Essa área, que se restringe à parte noroeste da reserva, teve seu quadro agravado devido à época do ano no qual ocorreu o incêndio, já que uma grande quantidade de serrapilheira estava acumulada no solo, com baixa umidade no ambiente, promovendo uma grande destruição da vegetação. Nesta ocasião, muitas árvores foram queimadas e o estrato herbáceo-arbustivo desapareceu por completo (Leitão Filho 1995).

Na região onde ocorreu o incêndio, apesar de já terem se passado 22 anos, resta atualmente apenas uma capoeira baixa, caracterizada por grandes vazios de vegetação arbustivo-arbórea composta principalmente por arbustos e lianas, onde sua recuperação natural encontra-se em processo muito lento. Isso ocorre principalmente em virtude desse

trecho estar localizado em um dos extremos da reserva com grande área sujeita ao efeito de borda (Nave 1999).

Clima

Em anos típicos a floresta apresenta dois climas distintos. Entre os meses de outubro e março, ocorre a época de maior precipitação com temperaturas elevadas, na qual a floresta apresenta-se em pleno vigor e com folhagem densa. No período seguinte, entre os meses de abril a setembro, observa-se a época mais fria e seca do ano, sendo que nesse período a floresta apresenta a sua semideciduidade (Leitão Filho 1995).

A temperatura média anual na região é de 20,6 °C. Uma outra característica climática importante a ser considerada é a pluviosidade. Segundo Morellato e Leitão-Filho (1995), a variação da precipitação na região é de 100 a 120 mm mensais no período de chuvas (meses de outubro a março) chegando a menos de 50 mm nos meses de julho e agosto.

METODOLOGIA GERAL

Para coleta das sementes foram usados 200 coletores de 0,5 x 0,5m confeccionados com ráfia e com tubos de PVC como estacas, mantendo a superfície da ráfia a 20 cm do solo. Os coletores foram distribuídos entre as três fisionomias da mata (floresta estacional semidecídua, floresta de brejo e área queimada) (Fig. 1.1). Além disso distribuímos os coletores na borda da mata. Considerando essa divisão fizemos a distribuição dos coletores: 50 coletores (10 grupos de 5) na floresta estacional semidecídua, 30 coletores (6 grupos de 5) na área queimada, 30 coletores (6 grupos de 5) na floresta de brejo e 90 coletores (18 grupos de 5) na borda. Os coletores foram dispostos sistematicamente em transecções perpendiculares à estrada/trilha para garantir uma maior distribuição (Fig. 1.2).

O conteúdo dos coletores foi retirado mensalmente durante o período de um ano (julho de 2004 a junho de 2005). Uma vez no laboratório, o material passou por uma triagem, com o auxílio de uma lupa e foi conservado em solução de Raillet and Henry (formol, ácido acético e água destilada), para posterior identificação.

Para auxiliar a identificação das sementes montamos uma coleção de referência de sementes a partir das plantas encontradas frutificando durante as visitas à área de estudo.

Referências

Alvarez-Buylla, E.R. e Martínez-Ramos, M. 1990. Seed bank versus seed rain in the regeneration of a tropical pioneer tree. *Oecologia* 84: 314-325.

Cardoso-Leite, E. 1995. *Ecologia de um fragmento florestal em São Roque, SP: florística, fitossociologia e silvigênese.* Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas.

Castellani, T.T. e Stubblebine, W.H. 1993. Sucessão secundária inicial em mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. *Revista Brasileira de Botânica* 16: 181-204.

CONSEMA (Conselho Estadual do Meio Ambiente). *Áreas Naturais*. São Paulo, 1985.

Esseen, P. and Renhorn, K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conservation Biology 12: 1307 – 1317*.

Galetti, M. e Pedroni, F. 1994. Seasonal diet of capuchin monkeys (*Cebus apella*) in a semideciduous forest in south-east Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 10: 27-39.

Ganesh, T.e Davidar, P. 1999. Fruit biomass and relative abundance of frugivores in a rain Forest of southern Western Ghats, India. *Journal of Tropical Ecology* 15: 399-413.

Kapos, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology 5: 173 – 185*.

Kapos, V.; Wandelli, E.; Camargo, J.L. e Ganade, G. 1997. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in central Amazonia. *In Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities* (W.F. Laurance and R.O. Bierregaard, eds.). The University of Chicago Press, Chicago, p. 33 – 44.

Kronka, F.J.N.; Matsukuma, C.K.; Nalon, M.A. 1993. *Inventário Florestal do Estado de São Paulo***.** Instituto Florestal, CITDPA, Secretaria do Meio Ambiente, Governo do Estado de São Paulo.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Merona, J.M.R. e Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology 79 :2032 – 2040*.

Leitão Filho, H.F. 1995. A vegetação da Reserva de Santa Genebra. Pp. 19-29 *In*: Morellato, P.C. and Leitão Filho, H.F. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra*.1ª ed. Campinas. Editora da Universidade Estadual de Campinas.

Macdougall, A. e Kellman, M. 1992. The understorey light regime and patterns of tree seedlings in tropical riparian forest patches. *Journal of Biogeography 19: 667 – 675*.

Malcolm, J.R. 1994. Edge effects in Central Amazonian forest fragments. *Ecology 75: 2438 – 2445*.

Martini, A.M.Z. 2002. *Estrutura e composição da vegetação e chuva de sementes em sub-bosque, clareiras naturais e área perturbada por fogo em floresta tropical no sul da Bahia.* Dissertação de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade de Campinas, Campinas, SP.

Metzger, J. P.; Bernacci, L. C. e Goldenberg, R. 1997. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). *Plant Ecology* 133: 135-152.

Morellato, P.C. e Leitão Filho, H.F. 1995. *Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana: Reserva de Santa Genebra.* 1ª ed. Campinas. Editora da Universidade Estadual de Campinas.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution 10: 58 – 62*.

Nave, A.G. 1999. *Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com o auxílio de sensoriamento remoto.* Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba.

Nichol, J.E. 1994. An examination of tropical rain forest microclimate using GIS modeling. *Global Ecology and Biogeography Letters 4: 69 – 78*.

Oliveira, R.E. 1997. *Aspectos da dinâmica de um fragmento florestal em Piracicaba, SP: Silvegênese e ciclagem de nutrientes.* Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. Piracicaba.

Oliveira-Filho, A.T. e Ratter, J.A. 1995. A study of the origin of Central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinburgh Journal of Botany* 52: 141-194.

Rodrigues, R.R. 1992. *Análise da vegetação às margens do Rio Passa Cinco, Ipeúna, SP.* Dissertação de Doutorado. Instituto de Biologia, Universidade de Campinas. Campinas.

Stiles, E. W. e White, D. W. 1986. Seed deposition patterns: influence of season, nutrients, and vegetation structure. Pp. 45-54 *in*: ESTRADA, A. and FLEMING, T. H. *Frugivores and seed dispersal.* Dordrecht. W. Junk Publishers.

van Der Pijl, L. 1982. *Principles of dispersal in higher plants.* 3 ed. Springer-Verlag, Berlin.

Wiens, J.A.; Stenseth, N.C.; Van Horne, B. e Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *Oikos 66: 369 – 380*.

Williams-Linera, G. 1990. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. *Journal of Ecology 78: 356 – 373*.

Williams-Linera, G.; Domínguez-Gastelú, V. e García-Zurita, M.E. 1997. Microenvironment and floristics of different edges in a fragmented tropical rainforest. *Conservation Biology 12: 1091 – 1102*.

Willson, M.F. e Crome, F.H.J. 1989. Patterns of seed rain at the edge of a tropical Queensland rain forest. *Journal of Tropical Ecology 5: 301 – 308*.

FIGURAS

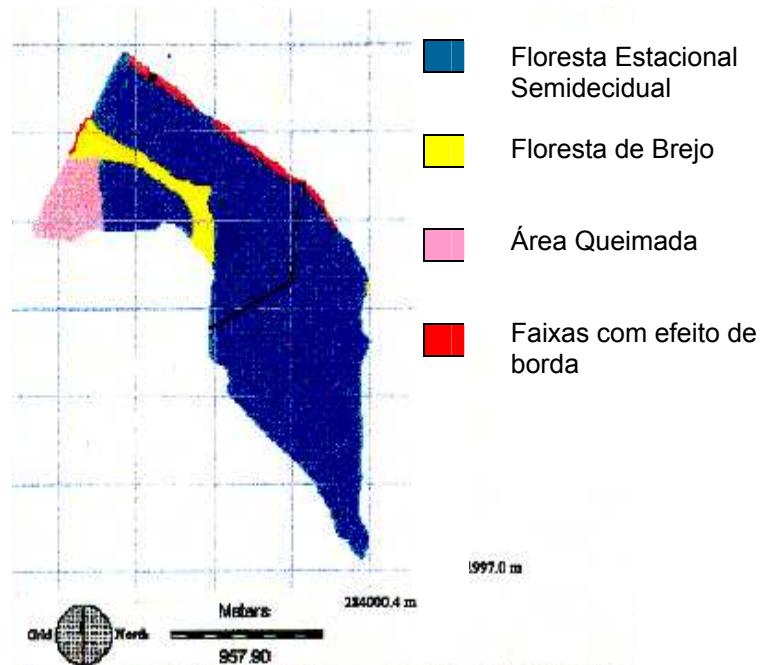



Fig. 1.1 – Representação da Mata Santa Genebra dividida de acordo com as fisionomias florestais encontradas (modificada de NAVE, 1999).

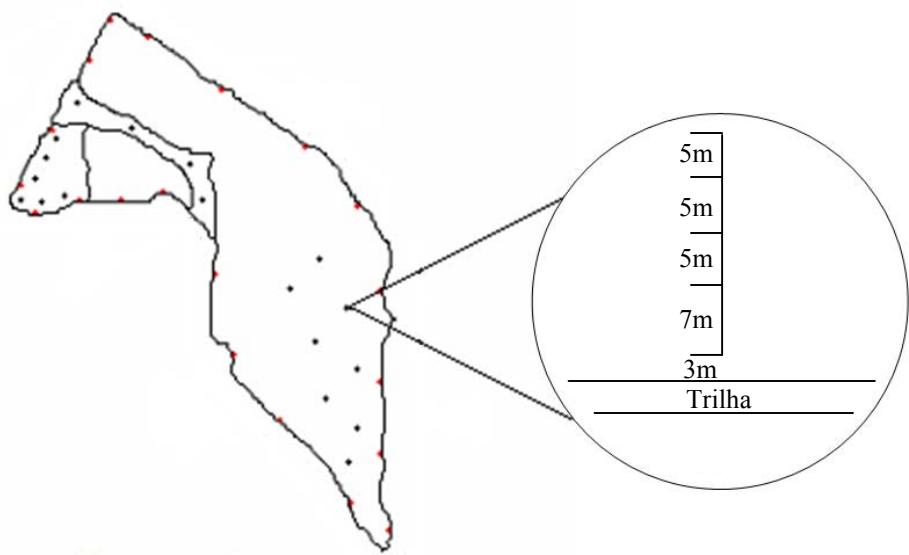



Fig. 1.2 – Representação da Mata Santa Genebra, os pontos vermelhos representam os conjuntos de coletores distribuídos para o estudo na borda, os pontos pretos são os coletores nas diferentes fisionomias de floresta. Detalhe: distribuição das linhas de coletores nos grupos, o primeiro coletor a 3m da trilha/estrada o segundo a 10m e os outros a cada 5m totalizando 25m.

CAPÍTULO 1

TRIALS FOR A SEED TRAP WEIGHTLESS, DURABLE, PRACTICAL AND CHEAPER

Emilio Garcia[1,2] and Wesley Rodrigues Silva[2]

[1]Programa de Pós-graduação em Ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 13083,970, Campinas, SP, Brazil.

[2]Laboratório de Interações Vertebrados-Plantas, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade estadual de Campinas, 13083-970, Campinas, SP, Brazil.

Corresponding author: emiliogar@uol.com.br.

Key words: seed trap, raffia mesh, PVC tube.

INTRODUCTION

Information on rates and spatial patterns of seed dispersal is increasingly recognized for understand the maintenance of species diversity in plant communities (Tilman 1994; Hurtt and Pacala 1995; Clark *et al.* 1999; Hubbell *et al.* 1999; Harms *et al.* 2000).

Seed dispersal patterns can be studied by several ways, by following the fate of marked seeds from their sources (Turchin 1998), using genetic markers to establish the sources of seeds retrieved from their postdispersal locations (Ouborg *et al*. 1999; Cain *et al*. 2000), or by documenting variation in seed deposition or density (Wilson 1993). It is possible to document the variation in seed deposition or density in a plant community using seed traps to measure seed rain (Cottrell 2004).

Seed traps have been used for decades by foresters and forest ecologists to monitor various aspects of production and dispersal of seeds. The method of construction and materials used, as well as the shape and size of the traps, vary depending on the specific needs of the project and the resources available to construct or buy the traps. Often, any convenient type of container that can catch and retain seeds is used. The most traditional design is a wooden frame with a screen bottom, with (seed trap) or without (litter trap) a hardware cloth top, and with a surface area ranging from 0,8 to 3,5 m^2 (Leadum *et al*. 1997). However, many other types of traps have been used, e.g., funnel-shaped traps elevated 1 to 1,5 m above the soft surface or top set at ground level (Cottrell 2004), traps with cloth or screen bags attached to some type of metal frame (Hughes et al. 1987), traps containing water or a commercially available soil mixture that catches seeds and allows them to germinate in place (Walker *et al*. 1986), plastic buckets (Jones *et al*. 1994) and traps with a sticky surface (like fly paper) to which seeds adhere (Cottrell 2004).

Most trap designs have strengths and weaknesses. Wood frame traps eventually deteriorate if not made from treated wood. Depending on their size, they may be difficult to store and difficult to carry into relatively remote sites. Traps with cloth, plastic, or screen bags (Hughes *et al* 1987) attached to metal frames may be unstable with snow loads, and the bags are often the target of different sorts of animals. However, these traps are very portable, inexpensive, and more readily stored than wood frame traps. Traps that use water or a soil mix are difficult to maintain because water needs to be added to them periodically for proper functioning.

In search of a durable trap which was easily transported and stored when not in use, and at the same time as efficient as the traditional seed traps and preferably cheaper, we designed a trap made of raffia fiber and standard plastic pipe used in home plumbing (PVC) as stakes. In the following, we describe how to build this trap and present data on its sampling efficiency when compared to more usual types, like aluminum ones.

STUDY SITE

The study was conducted at the Mata Santa Genebra forest (22° 48' 36''S, 47° 07' 33''W; 22° 50' 10''S, 47° 06' 14''W) (Nave 1999) located in the northern region of Campinas municipality, Southeastern Brazil. The vegetation is composed by degraded semi-deciduous forest. The climate is characterized by a rainy (October - March) and a dry season (April – September). The mean annual temperature is 22.4°C and the annual rainfall is about 1430mm.

METHODS

Traps

Raffia traps

First we prepared a cardboard mold with the dimensions of the trap (Figure 2.1.). The raffia was then cut and machine-sewed in pieces of 50 x 50 cm and set to a PVC pipe (2cm of diameter) frame. The whole trap is a very light structure and can be assembled in the field. This fiber has the advantage to be found in industrial bobbins, but also as recycled flour bags, taken for free in bakeries when discarded (Figure 2.2)

Aluminum traps

Aluminum traps were made of a stainless aluminum 5 mm mesh screen mounted in a 50 x 50 cm aluminum frame. In order to avoid seeds being tumbled from the trap in a trampoline manner, the screen was lightly curved downward (Figure 2.2).

Data collection

To test the durability of the raffia traps we kept 200 traps through the forest floor from March 2004 to March 2006. The traps were under different conditions of luminosity and humidity.

To compare the efficiency between raffia and aluminum traps we kept 30 pairs of both types in the forest for two months, in October and November 2004, which were distributed along the forest interior.

Once a week we collected the content of each trap, dried, packed into plastic bags and later analyzed in laboratory. Seeds were counted and identified until the short taxonomic level. Unidentified seeds were distinguished as morphospecies. Only seeds of trees and shrubs were considered.

Data analysis

To compare the abundance and richness of seeds between traps, blocks (pairs of traps) and months we use a two way ANOVA with randomized block experiment with repeated observations, in which the independent variables are blocks and type of trap, and the dependent ones are abundance and richness in T1 and T2. In order to perform this kind of test, the values of abundance/richness in T1 were obtained in October and the values in T2 were the sum of data obtained in October and November

RESULTS

From the 200 raffia traps placed 20 cm above the forest floor, 28 (14%) had to have the fiber replaced, although the PVC pipes were found intact.

The mean abundance of seeds per raffia traps was 13.9 ± 3.5 in one month and 25.2 ± 5.3 in two months, and for aluminum traps was 13.3 ± 3.7 in one month and 23.7 ± 5.3 in two months (Fig. 2.3). There were no differences between the two types of traps in October ($F = 1.865$; $p = 0.183$) and November ($F = 1.036$; $p = 0.317$). However, considering the randomized blocks, difference was significant in October ($F = 2.692$; $p = 0.005$) but not in November ($F = 1.762$; $p = 0.066$).

The ANOVA for species richness data shows no differences between the two types of traps neither in October ($F = 0.775$; $p = 0.752$) nor in November ($F = 0.616$; $p = 0.901$). The same occurs when we compare the blocks in October ($F = 2.456$; $p = 0.128$) and November ($F = 2.065$; $p = 0.161$). The mean species richness values for raffia traps were 2.2 ± 1.1 in T1 and 4.4 ± 2.0 in T2. For aluminum traps the same values were 2.0 ± 0.9 in T1 and 3.6 ± 1.7 (Fig. 2.4).

DISCUSSION

Seed traps allow researchers to determine the dispersal of weed and other species through forest stands. Many seed trap designs exist, but raffia traps proved to be an alternative suited for most seed rain studies in tropical forest.

After two years in the forest floor the raffia traps showed a reasonable durability. The traps set on the well preserved part of the forest, as well as on a swamp area, were found in good shape. This indicates that variation in humidity solely may not influence the durability of the raffia fiber. On the other hand, some traps set along the forest edge and in the burned area had the raffia replaced due to deterioration of the fiber. In these habitats, the quantity and intensity of luminosity vary strongly when compared to the forest interior. Possibly, the frequent alternation between the light/humidity conditions contributed to the deterioration of the fiber. The use of PVC pipes as frame and stakes was a good choice because of their lightness, hardness, and easiness to carry and assemble.

The comparison of seed abundance and richness between traps showed that they have similar efficiencies in estimating quantitative variables. Given this similarity in efficiency and reasonable durability, the lighter and cheaper, the better the trap. Of course traps made of wood frame and ordinary plastic mesh are cheaper than the raffia type used here, but their low durability and heavy weight make them not worthy, especially when a large number need to be installed in a place not accessible by a vehicle.

Thus, raffia traps seem to be a good alternative model for seed trapping, once they are easily assembled, light weighted, easy to transport and stored when not in use, efficient and relatively cheaper. These characteristics make them a good tool for seed biologists, at least in shaded environments, as represented by the forest habitats worldwide. We suggest that other frame materials should be tested in order to improve their use with raffia fiber.

ACKNOWLEDGMENTS

We are especially grateful to Paulo Alvarenga Sardenbergue for his help in field and to Tubos e Conexões Tigre do Brasil S.A. to donate us the PVC pipes. We also thank Gustavo Q. Romero for helping in statistics analysis. The José Pedro de Oliveira Foundation kindly gave us access to the Mata de Santa Genebra preserve. EG received support from FAPESP (Grant No. 03/11698-7).

REFERENCES

Cain, M.L.; Milligan, B.G. and Strand, A.E. 2000. Long-distance seed dispersal in plant populations. *American Journal Botany 87: 1217 – 1227*.

Clark, J.S.; Beckage, B.; Camill, P.; Cleveland, B. HilleRisLambers, J.; Lighter J.; MacLachlan, J.; Mohan, J. and Wyckoff, P. 1999. Interpreting recruitment limitation in forest. *American Journal of Botany 86: 1 – 16*.

Cottrell, T.R. 2004. Seed rain traps for forest lands: Considerations for trap construction and study design. *BC Journal of Ecosystems and Management. 5 (1): 1-6.*

Harms, K.E.; Wright; S.J.; Calderon, O.; Hernandez, A. and Herre, E.A. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. *Nature 404: 493 – 495*.

Hubbell, S.P.; Foster, R.B.; O' Brien, S.T.; Harms, K.E.; Condit, R.; Wechsler, B.; Wright, S.J. and Lao, S.L. 1999. Light-gap disturbances, recruitment limitation, and tree diversity in a neotropical forest. *Science 283: 554 – 557*.

Hughes, J.W.; Faney, T.J. and Browne, B. 1987. A better seed and litter trap. *Canadian*

Journal of Forest Research. 17: 1023 – 1024.

Hurtt, G.C. and Pacala, S.W. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *Journal of Theoretical Biology 176: 1 – 12*.

Jones, R.H.; Sharitz, R.R.; Dixon, P.M.; Segal, D.S. and Schneider, R.L. 1994. Woody plant regeneration in floodplain forest. *Ecological Monograph. 64: 345 – 367*.

Leadum, C.L.; Gilles, S.L.; Yearsley, H.K.; Sit, V.; Spitflehouse, D.L. and Burton, P.J. 1997. *Field studies of seed biology*. Land Manage. Handbk. 40. British Columbia Ministry of Forestry, Research Branch. 196 p.

Ouborg, N.J.; Piquot, Y. and Van Groenendael, J.M. 1999. Population. genetics, molecular markers and the study of dispersal in. plants. *Journal of Ecology 87: 551–568*.

Tilman, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology 75: 2 – 16*.

Turchin, P. 1998. *Quantitative analysis of movement*. Sinauer.

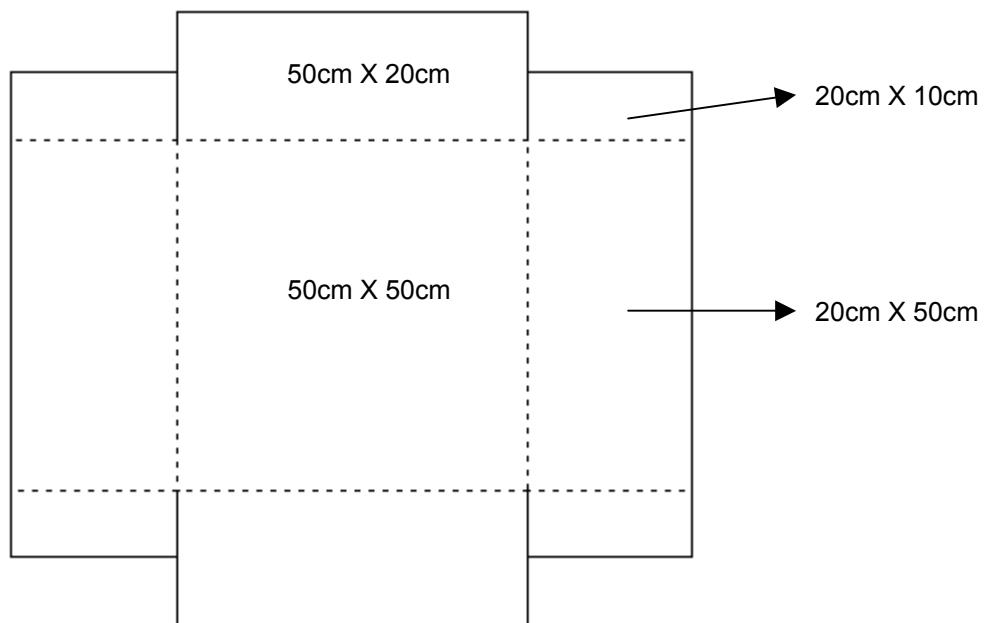
Wilson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows and colonization patterns. *Vegetatio 107/108: 261-280*.

FIGURES

Figure 2.1. – A cardboard mold for raffia seed trap. The solid lines are the cutting edges of the fiber and the dotted lines are the folding edges.

Figure 2.2. – Picture of aluminum and raffia traps.

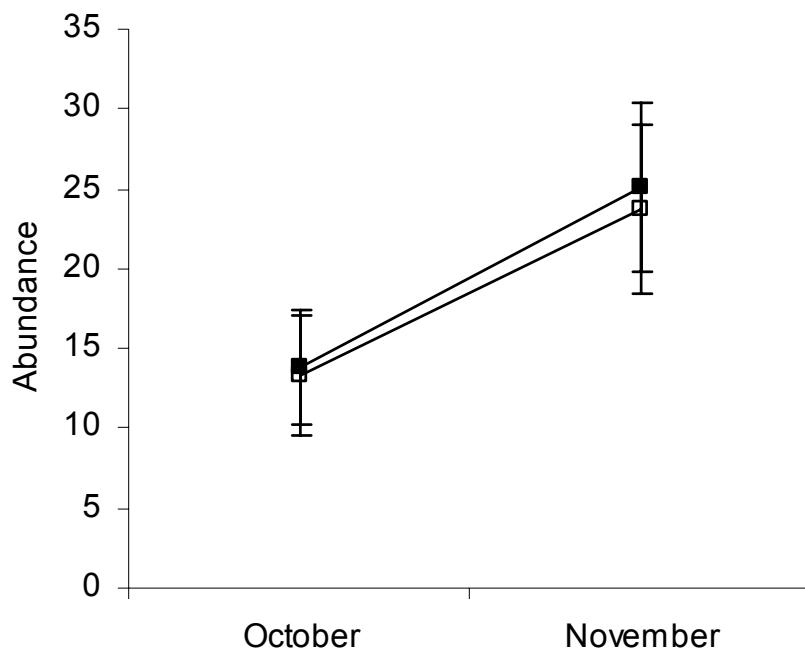



Figure 2.3. – Mean seed abundance in raffia traps (black dots) and aluminum traps (white dots) in two different months.

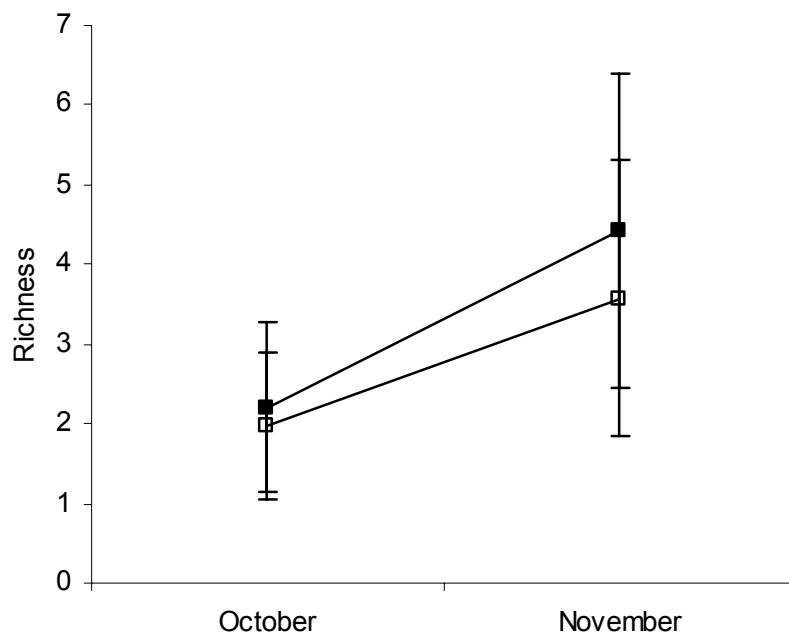



Figure 2.4. – Mean seed richness in raffia traps (black dots) and aluminum traps (white dots) in two different months.

CAPÍTULO 2

SEED MOVEMENT IN A SEMI – DECIDUOUS FOREST IN SOUTHEAST BRAZIL.

Emilio Garcia[1] and Wesley Rodrigues Silva[2]

[1]Graduate Program in Ecology, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970, Campinas, SP, Brazil.

[2]Laboratório de Interações Vertebrados-Plantas, Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970, Campinas, SP, Brazil.

Corresponding author: emiliogar@uol.com.br

Key words: seed rain, seed trap, edge effect

INTRODUCTION

Forests in Brazil, most specifically in São Paulo state region, have suffered a major change in their extension, structure and composition due mainly to the land-use patterns. The expansion of agriculture and more recently the urban growth are the principal factors of forest destruction (Nave, 1999), leading to habitat loss and fragmentation.

Fragmentation can cause several effects on forest communities, like reduction in species richness and colonization of isolated fragments (Holt *et al*. 1995, Bascompte and Rodríguez 2001, Hill and Curran 2001, Godefroid and Koedam 2003), invasion by non-forest species coming from the surrounding man-modified habitats (Murcia 1995, Morgan 1998), increase in tree mortality and turnover (Laurance et al. 1998, 2000), reduction of live tree biomass, and increase in atmospheric carbon emissions (Laurance et al. 1997, Nascimento and Laurance 2004). For some plant species, seed and seedling survival in fragments can be reduced due to alteration of microclimatic conditions (Benitez-Malvido 1998, Bruna 1999), declining of animal seed dispersers (da Silva and Tabarelli 2000, Cordeiro and Howe 2003), and elevation of seed predation rates (Terborgh et al. 2001).

Seed dispersal is widely believed to be a fundamental element in plant population ecology and has received much scientific attention (Howe and Smallwodd 1982; Herrera *et al.* 1994; Fuentes 2000; Nathan and Muller-Landau 2000). The last decade has witnessed a surge of interest in how this phase of the life cycle influences community structure (Bullock et al. 2002, Cain et al. 2000, Clobert et al. 2001, Nathan 2003, Nathan and Muller-Landau 2000). Recent works suggest that local seed dispersal or competition colonization trade-offs favor the coexistence of competitors (Murrell et al. 2001, Rees et al. 1996, Tilman 1994). These results are mirrored in the tropical forest literature, where theories emphasizing the importance of limited dispersal have gained prominence (Hubbell 2001).

Numerous recent experimental and observational results suggest that local communities are seed-limited, with diversity restricted largely by the regional species pool (Srivastava 1999, Turnbull et al. 2000). Interest has also been heightened by dispersal-mediated processes in conservation biology, including habitat fragmentation (Hanski and Gilpin 1997), species' ability to migrate with climate change (Clark 1998), and the spread of biological invasions (Drake et al. 1989). Thus, knowledge on movement and fates of seeds is essential for understanding patterns of species establishment and community structure and consequently for restoring disturbed systems (Chambers 2000).

Seed dispersal patterns can be studied by several different methods, by following the fate of marked seed from their sources (Turchin 1998), using genetic markers to establish the sources of seeds retrieved from their post dispersal locations (Ouborg et al 1999; Cain et al 2000), or by documenting variation in seed deposition or density (Wilson 1993). One of these methods is to use seed traps in order to measure seed rain (Cottrell 2004).

A brief discussion of some practical applications of seed rain studies will underline the importance of this often overlooked aspect of forest dynamics (Cottrell 2004). Lack off seeds can limit forest recovery after disturbances (Cubina and Aide 2001). Furthermore, management programs to re-establish important species and speed vegetation recovery are often based on inadequate knowledge of species` colonizing abilities. A seed rain study designed to determinate the flux of seeds into disturbed sites can provide important information to the forest researcher (Cottrell 2004). For example, species that are adequately represented in seed rain could safely be left out when developing the revegetation seed mix and important species that are under-represented in seed rain could be included. If no seed source is available, transplants may be an option. Information from

such studies can remove some of the guesswork from reestablishing a functioning forest (Cottrell 2004). We also know that weed invasion of forests is mediated by weed seed occurrence and travel distance, as well as the relationship of different forest edges to dispersal probabilities. Seed rain studies can address all of these situations.

Thus, understanding seed dispersal patterns through seed rain studies seems of critical importance and deserves attention. Seed rain trapping studies will be invaluable as we begin to deal with large-scale disturbance and with other phenomena. Thus, in this chapter, we discuss if there are differences in the abundance, richness, diversity, community structure and composition, in four different patches in Mata de Santa Genebra forest.

STUDY SITE

Our study took place in the Mata Santa Genebra forest from August 2004 to July 2005, a preserve held by the municipality of Campinas, situated in the Southeast region of São Paulo state, Brazil (22° 48’ 36’’S,47° 07’ 33’’W; 22° 50’ 10’’S, 47° 06’ 14’’W) (Nave 1999).

The preserve encompasses an area of 252 ha. The vegetation is composed by a patch of plant physiognomies: a degraded tract of semideciduous forest, a swampy forest and a burned area. Another physiognomy investigated in this study was the perimeter of the forest, under edge effect. The climate is characterized by a wet season (October to March) and a dry season (April to September) with major and minor rainfall peaks in January and July, respectively. Average annual rainfall is approximately 1430 mm $year^{-1}$ and the average annual temperature of 22.4^{o}C.

METHODS

Data Colletion

To compare seed rain between four different forest physiognomies we set 200 seed traps throughout the forest: 90 traps were placed in an area under edge effect, 50 traps in less degraded tall semi-deciduous forest tracts, 30 traps in swamp areas inside the forest and 30 traps in an area burned 25 years ago. In all of these sites we set the traps systematically in perpendicular transects from a main trail crossing the north-south axis of the forest. Each transect contained five traps at 3, 10, 15, 20 and 25m from this trail. Traps were constructed of raffia fiber with PVC pipes of 2 cm diameter used as a 50 x 50 cm frame and stakes. To avoid seeds of being tumbled off the trap in a trampoline manner, the raffia was slightly curved downwards (approximately 20 cm).

In 2003 the reserve administration started a process in which all the lianas and grasses are removed in order to minimize the edge effect along some points in the forest perimeter, along with the planting of juvenile native tree species. This management process was done in three different points of the edge in which the abundance of lianas and grasses seemed critical.

Contents of each trap were collected monthly, dried, packed into plastic bags and later analyzed in laboratory. A total of 12 monthly samples (August 2004 –July 2005) were thus collected. Seeds were counted and identified until the short taxonomic level. Unidentified seeds were distinguished as morphospecies. Only seeds of trees and shrubs were considered. We also classified seeds by their dispersal mode (anemochorous, autochorous and zoochorous) and by its successional stage.

Data analysis

We compared seed fall across different scales (between areas, edge with and without management actions, effect of distance of traps to the trail) measuring the abundance of seeds and richness of seed species. We also compared the community structure and composition of the seed rain and its variation between wet and dry season.

Data were analyzed using a three way ANOVA, in which the independent variables were edge/interior, managed edges//natural edges, trap position related to the trail. The data were separated in two periods. A season more warm and humid (summer) extending from December to February, and a more cold and dry season (winter) from July to September. These three months period in each season correspond to the maximum and minimum values for temperature and humidity year round, physical parameters that are important to fructification and seed dispersal. We made a post hoc analysis of TUKEY in order to better discriminate differences between areas. We also considered the dispersal syndrome for each seed species and the community composition and structure as well.

RESULTS

From August 2004 to July 2005, 33245 propagules of 59 species (Table 3.1) were identified in the 200 traps installed in the forest. The density of seed deposition during this period was 664,9 ± 605 propagules m^{-2}.

Seed abundance differed significantly between forest sites in summer ($F = 41.8$; $p < 0.05$) and winter ($F = 15.3$; $p < 0.05$) the same occurring with seed richness in summer ($F = 64.3$; $p < 0.05$) and winter ($F = 60.0$; $p < 0.05$). However, the post hoc TUKEY test showed no significance in the differences found between seed abundance and richness for the swamp area and the forest tract. Differences in these two parameters were also not

significant between the burned area and the forest edges, although significant between the other sites compared (Fig. 3.1 and 3.2)

Transects placed in edge sites with and without management did not vary significantly in both seed abundance (F = 0.670; p = 0.917) and seed species richness (F = 1.272; p = 0.164). Management consisted of cutting and removal of lianas and invasive grasses, as well as planting of juvenile native trees, which were applied in three areas along the forest edge. We found no significant differences in seed abundance (F = 0,670; p = 0,917) and richness (F= 1,272; p = 0,164) between these areas under management and those without management.

The ANOVA testing the effect of the distance separating traps and trail on the seed variables showed no differences in abundance (F = 11.046; p < 0.05) and richness (F = 6.056; p < 0.05). However, a post hoc TUKEY test shows that the distance from the trail might be important at least for traps set along the edges. In these areas, the abundance of seeds reaching the first trap (3m) can be significantly different from the other distances, but these do not differ among themselves (Fig. 3.3 and 3.4). We found a similar result for richness of seed species (Fig. 3.5 and 3.6).

The proportion of dispersal syndromes was different depending on the season considered. In summer, the proportion of zoochorous species was greater in the forest tract and the swamp than in the edges. In winter, the proportion among syndromes was practically the same between sites (Fig. 3.7). Other data that is very interesting was the great dominance of seeds of early sucessional trees (*Piptadenia gonoacantha*, *Ricinus communis*, *Urera* sp.; *Cecropia* sp) dominated the traps situated in the edges and the burned area.

Discussion

The density of seed deposition was higher that Grombonne-Guarantini and Rodrigues (2002) but this isn't differed significantly. When we compare these data with other tropical forests (Penhalber and Mantovani, 1997; Barbosa 2004) we find that the density of seeds in Santa Genebra Forest is very low. The Santa Genebra Forest is a very anthropized forest, and these can influence directly the structure and composition of plant community. Thus when we compare this forest with well preserved ones its wated that we found differences.

The higher abundance of seeds in summer in traps localized in the forest interior may be caused by the high number of zoochorous species, which in general depend on wetter and warmer conditions for seed viability. On the other hand, the higher richness of seed species in edge traps during the winter may be due to the large amount of winged seed species that are usually dispersed under colder and dryer conditions (Morellato, 1995).

The observations about seasonality in the seed rain (proportion of dispersal syndromes) agree with those of other studies which monitored seed rain in tropical forests throughout the year (Jackson 1981, Penhalber and Mantovani 1997). Favourable germination conditions and the availability of dispersal agents may exert strong selective pressures which could influence fruiting and determine the seasonal model of fruit production. Wind-dispersed species were deposited in the traps mainly during the dry season and at the beginning of the rainy season, whilst animal-dispersed species were present in a greater number during the rainy season. These data are compatible with those reported by Frankie et al. (1974) for Costa Rica and by Foster (1985) for Panama, and reflect the fruiting pattern described for seasonal semi-deciduous forests (Morellato 1995).

Thus, at the beginning of the rainy season, wind-dispersed fruits are still efficiently dispersed, but decrease thereafter because of rain, budding and the growth of leaves in the upper layers.

Our results have shown that abundance and richness of seeds are lower in the edge than in the forest interior, independently of the season. Two main reasons may explain these results. First, the proximity to a structurally dissimilar matrix can cause changes in the environmental conditions (for example, light incidence and wind). These changes can influence directly the abundance and diversity of plant species (through desiccation, wind throw and plant growth, for example) (Murcia, 1995). Some researchers point out that these microclimatic changes would promote the germination of many pioneer species (Laurance 2004) and causes an increase in diversity and abundance of shrubs, lianas and grasses. Another consequence is that more wind can cause an increase in tree fall. Thus, seed rain in these sites can only be reflecting local plant community.

Secondly, edge effects can affect indirectly biological interactions as seed dispersal. Some authors discuss that in a well preserved area we can expect a higher density of seed dispersers, these probably occurs because in these areas such animals would find a higher protection against wind and predators. Thus, in disturbed habitats we can expect a lower flow of zoochrous seeds (Duncan and Chapman, 1999), which represents at least 60% of plant species.

The same effects can explain seed rain in burned areas. However, Rodrigues (1995) discribe that burned areas are in a secondary stage of the sucession process, in wich climbers species domain the area. We beleave that this scenario do not suffer great changes in Mata Santa Genebra forest. Thus if in our work we choose to ignore seeds of

climbers, its undertandable a low abundance and richness of seeds. Seed rain in these sites can be explained by the sucessional stage of this area.

Regarding the effect of management procedures on the seed rain, we did not find statistical differences in abundance and richness of seeds between these managed areas and other areas along the forest edge. Thus these places present no differences regarding seed rain probably because the trees planted are still small, in a non-reproductive stage. We can also presume that seed dispersers still do not frequent these places.

Finally, when we look closer we find more important differences. We tested whether the distance of the trap from the trail is important for seed rain. In the forest interior there are not differences in abundance and richness of seeds that fall in different traps. On the other hand, when we consider the traps that we set along the edges we found important differences. The traps set at 3m from the trail were less abundant and rich to others, showing that the zone of contact between the forest and adjacent (3m of the trap) areas are more critical that areas a little farther (10m – 25m). One explanation for this is that the edge effect can be stronger in these areas than farther from the trap.

It is important to mention that the effects we have shown here may be under or superstimated since that we only collected data within one year. Further and longer studies with measures on physical variables would confirm the data observed here.

The situation of Mata Santa Genebra Forest is quite disturbing, of seed rain point of view. The low flow of seeds, especially zoochorous ones, to edges and burned area can be a problem. The sucessional process in these areas could be affected.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Paulo Alvarenga Sardenbergue for his help in field and laboratory work and Gustavo Q. Romero for help in statistical analysis. We would like to thank The José Pedro de Oliveira Foundation for permission to work in Mata de Santa Genebra preserve. This project received financial support from FAPESP (Grant No. 03/11698-7).

REFERENCES

Bascompte, J. and Rodríguez, M.A. 2001. Habitat patchiness and plant species richness. *Ecology Letters 4: 417 – 420*.

Barbosa, K.C. 2004. Chuva de sementes em uma área em processo de restauração vegetal em Santa Cruz das Palmeiras (SP). Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade Estadual “Julio de Mesquita Filho”, 72 pp.

Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest fragmentation on seedling abundance in a tropical rain forest. *Conservation Biology 12: 380–389*.

Bruna, E. M. 1999. Seed germination in rainforest fragments. *Nature 402: 139*.

Bullock, J.M.; Kenward, R.E. and Hails RS. 2002. *DispersalEcology*. Malden, MA: Blackwell. 458 pp.

Cain, M.L.; Milligan, B.G. and Strand, A.E. 2000. Longdistance seed dispersal in plant populations. *American Journal Botany 87: 1217 – 1227*.

Chambers, J.C. 2000. Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steep ecosystems: implications for restorations. *Ecological Applications 10 (5): 1400 – 1413*.

Clark, J.S. 1998. Why trees migrate so fast: confronting theory with dispersal biology and the paleorecord. *American Naturalist 152: 204 – 24*.

Clobert, J.; Danchin, E.; Dohndt, A.A. and Nichols, J.D. 2001. *Dispersal*. Oxford University .Press. 452 pp.

Cordeiro, N. J. and H. F. Howe. 2003. Forest fragmentation severs mutualism between seed dispersers and an endemic African tree. *Proceedings of the National Academy of Sciences (USA) 100: 14052 – 14056*.

Cottrell, T.R. 2004. Seed rain traps for forest lands: Considerations for trap construction and study design. *BC Journal of Ecosystems and Management. 5 (1): 1-6.*

Cubina, A. and Aide, T.M. 2001. The effect of distance from forest edge on seed rain and soil bank in a tropical pasture. *Biotropica 33: 260 – 267*.

Drake, J.A.; Mooney, H.A.; DiCastri, F.; Groves, R.H. and Kruger, F.J. 1989. *Biological Invasions: a Global Perspective.* Chichester England: John Wiley. 525 pp.

Duncan, R.S. and Chapman, C.A.. 1999. Seed dispersal and potential forest succession in abandoned agriculture in tropical Africa. *Ecological Applications* 9:908-1008.

Frankie, G. W., Baker, H. G. and Opler, P. A. 1974. Comparative phenological studies of trees in tropical lowland wet and dry forest sites of Costa Rica. *Journal of Ecology* 62:881–913.

Fuentes, M. 2000. Frugivory, seed dispersal and plant community ecology. *Trends in Ecology and Evolution 15: 487 – 488*.

Godefroid, S. and Koedam, N. 2003 How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology and Biogeography 12: 287 – 298*.

Grombone-Guaratini, M.T. and Rodrigues, R.R. 2002. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 18:759-774.

Hanski IA, Gilpin ME. 1997. *Metapopulation Biology*. San Diego: Academic. 512 pp.

Herrera, C.M.; Jordano, P.; López-Soria, L. and Amat, J.A. 1994. Recruitment of a mast-fruiting, bird-dispersed tree: bridging Frugivory activity and seedling establishment. *Ecological Monographs 64: 315 – 344*.

Hill, J.L. and Curran, P.J. 2001. Species composition in fragmented forests: conservation implications of changing forest area. *Applied Geography 21: 157 – 174*.

Holt, R.D.; Robinson, G.R. and Gaines, M.S. 1995. Vegetation dynamics in an experimentally fragmented landscape. *Ecology 76: 1610–1624*.

Howe, H.F. and Smallwodd, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics 13: 210 – 228*.

Hubbell, S.P. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeographyl.* Princeton/Oxford: Princeton University Press. 375 pp.

Jackson, J. F. 1981. Seed size as a correlate of temporal and spatial patterns of seed fall in a neotropical forest. *Biotropica* 13:121–130.

Laurance, W.F. and Bierregaard Jr, R.O., editors. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.

Laurance, W.F.; Ferreira, L.V.; Rankin-de Merona, J.M. and Laurance, S.G. 1998. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology 79: 2032 – 2040*.

Laurance, W.F.; Delamonica, P.; Laurance, S.G.; Vasconcelos, H.L. and Lovejoy, T.E. 2000. Rainforest fragmentation kills big trees. *Nature 404: 836*.

Morellato, L. P. C. 1995. As estações do ano na floresta. Pages 37 – 41. In: Morelato, L. P. C. And Leitão-Filho, H. E. 1995. Ecologia de uma floresta troical urbana: Reserva de Santa Genebra. Editora da UNICAMP, Campinas, São Paulo, Brasil.

Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution 10: 58 – 62*.

Murrell, D.J.; Purves D.W. and Law R. 2001. Uniting pattern and process in plant ecology. *Trends in Ecology and Evolution 16: 529 – 30*.

Nascimento, H.E.M., and Laurance, W.F. 2004. Biomass dynamics in Amazonian forest fragments. *Ecological Applications 14: 127 – 138*.

Nathan, R. 2003. Seeking the secrets of dispersal. *Trends in Ecology and Evolution 18: 275 – 76*.

Nathan, R. and Muller-Landau, H.C. 2000. Spatial pattern of seed dispersal, their determinants and consequences of recruitment. *Trends in Ecology and Evolution 15: 278 – 285*.

Nave, A.G. 1999. *Determinação de unidades ecológicas num fragmento de floresta nativa, com o auxílio de sensoriamento remoto.* Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo. Piracicaba.

Ouborg, N.J.; Piquot, Y. and Van Groenendael, J.M. 1999. Population. genetics, molecular markers and the study of dispersal in. plants. *Journal of Ecology 87: 551–568*.

Penhalber, E. F. and Mantovani, W. 1997. Floração e chuva de sementes em mata secundária em São Paulo, SP. *Revista Brasileira de Botânica* 20:205–220.

Rees, M.; Grubb, P.J. and Kelly D. 1996. Quantifying the impact of competition and spatial heterogeneity on the structure and dynamics of a four species guild of winter annuals. *American Nauralist 147: 1 – 32*.

Srivastava, D.S. 1999. Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. *Journal Animal Ecology 68: 1 – 16*.

Terborgh, J., L. Lopez, P. Nuñez, M. Rao, G. Shahabuddin, G. Orihuela, M. Riveros, R. Ascanio, G. Adler, T. Lambert, and L. Balbas. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science 294: 1923 – 1926*.

Tilman, D. 1994. Competition and biodiversity in spatially structured habitats. *Ecology 75: 2 – 16*.

Turchin, P. *Quantitative Analysis of Movement*. Sinauer.

Turnbull, L.A.; Crawley, M.J. and Rees, M. 2000. Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos 88: 225 – 238*.

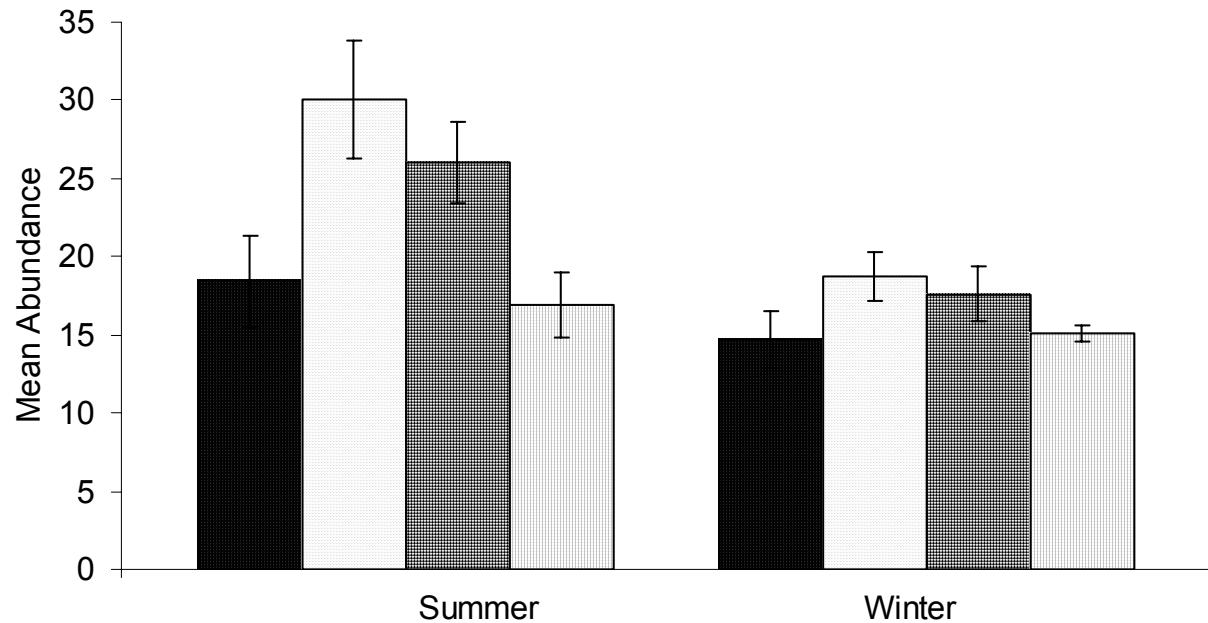
Wilson, M.F. 1993. Dispersal mode, seed shadows and colonization patterns. *Vegetatio* 107/108: 261-280

Figures

Figure 3.1. – Mean seed abundance in edges, forest tract, swamp and burned area.

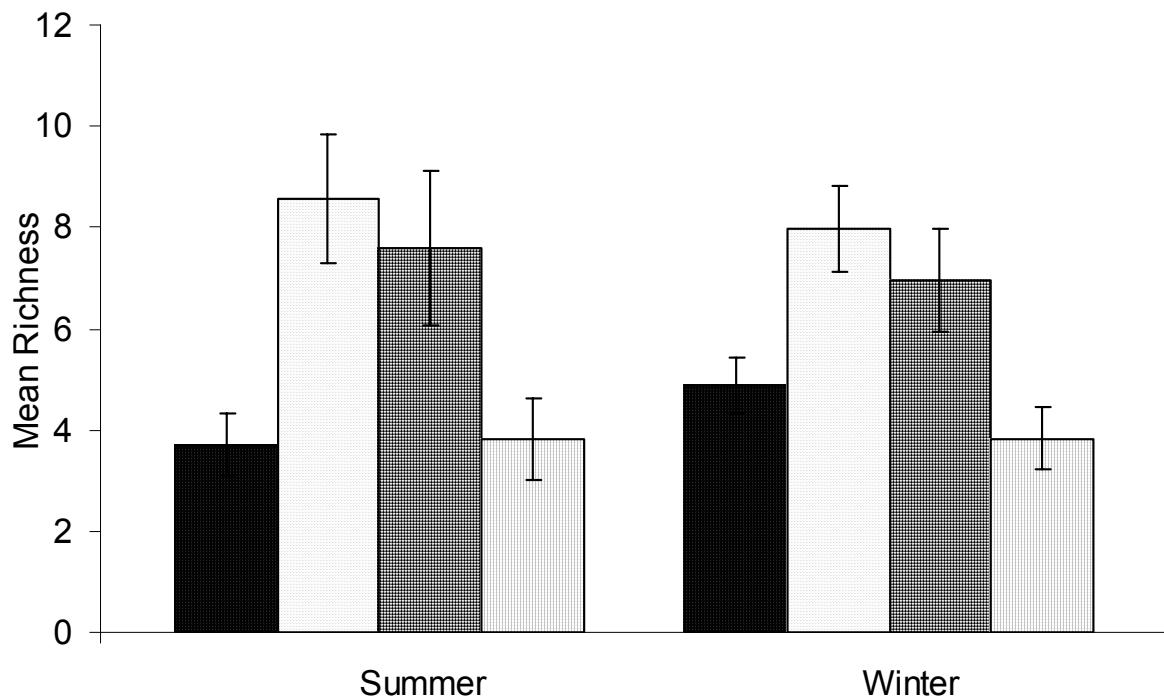



Figure 3.2. – Mean seed richness in edges, forest tract, swamp and burned area.

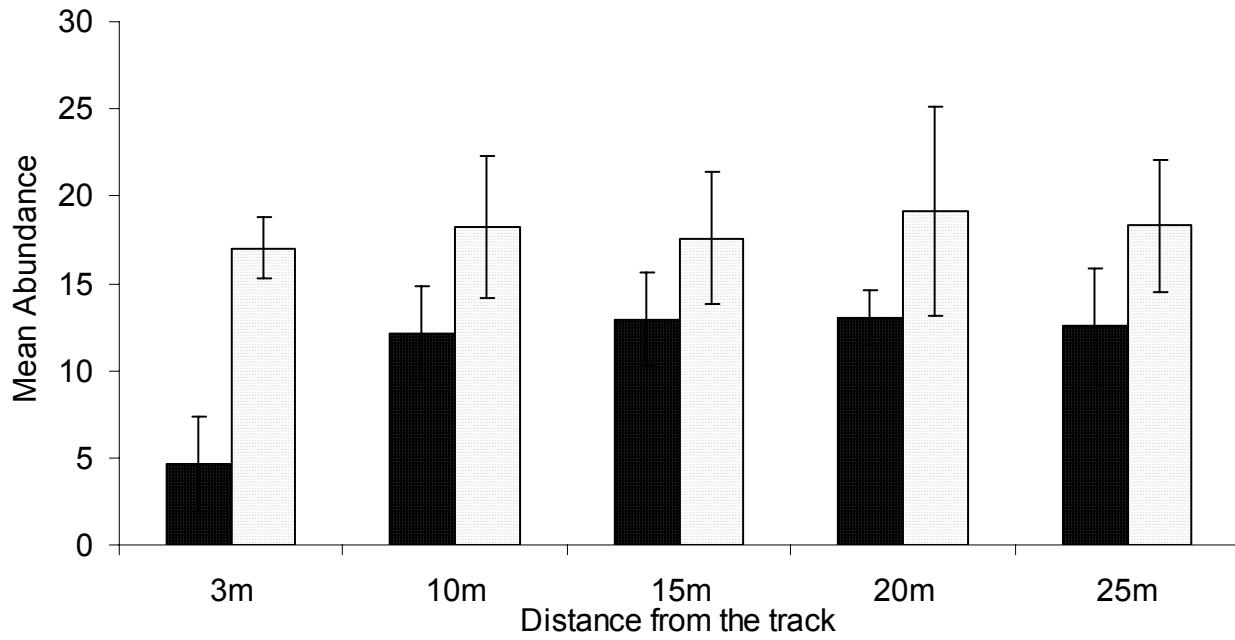



Figure 3.3. – Mean seed abundance in edges (black bars) and forest interior (white bars). Data from Summer.

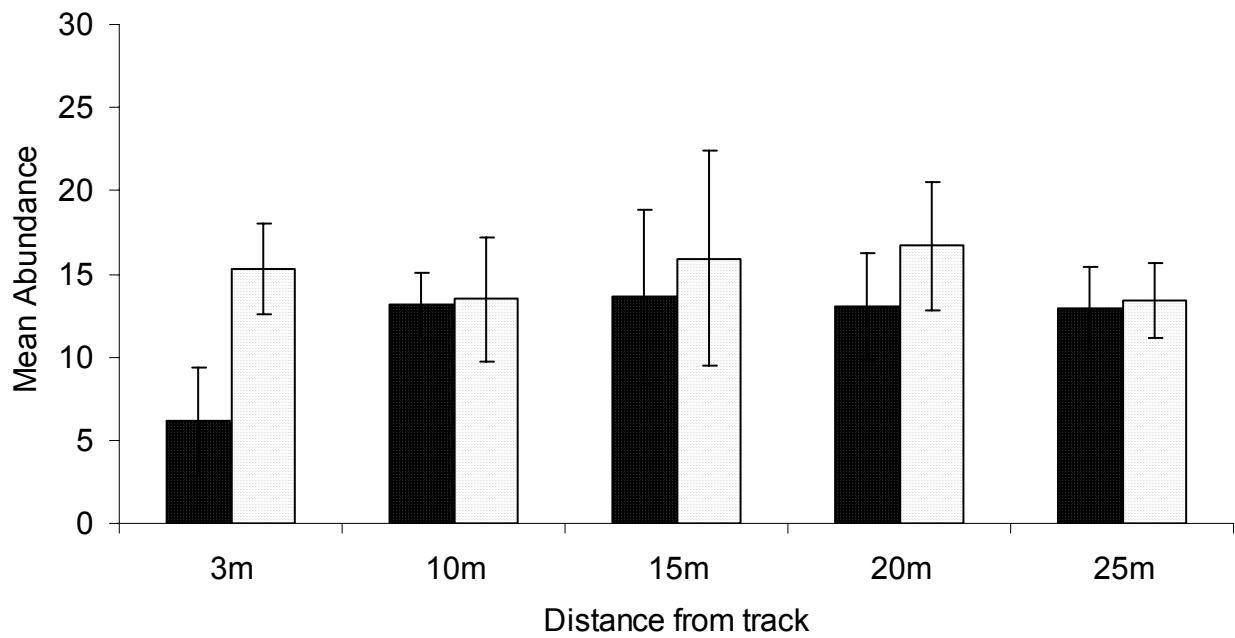



Figure 3.4. – Mean seed abundance in edges (black bars) and forest interior (white bars). Data from Winter.

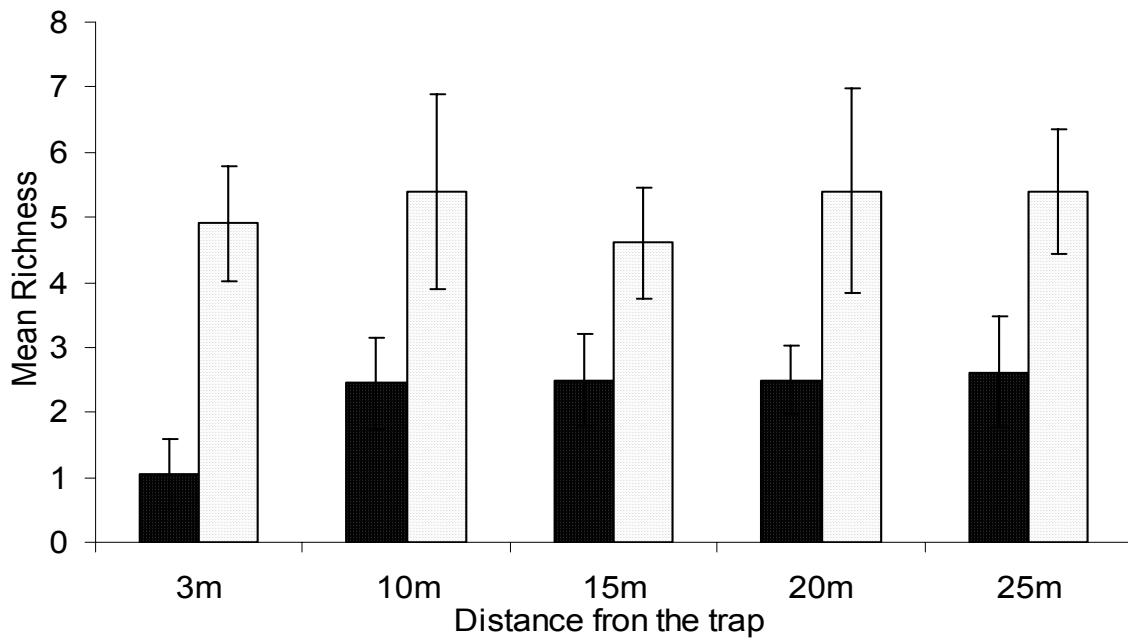



Figure 3.5. – Mean seed richness in edges (black bars) and forest interior (white bars). Data from Summer.

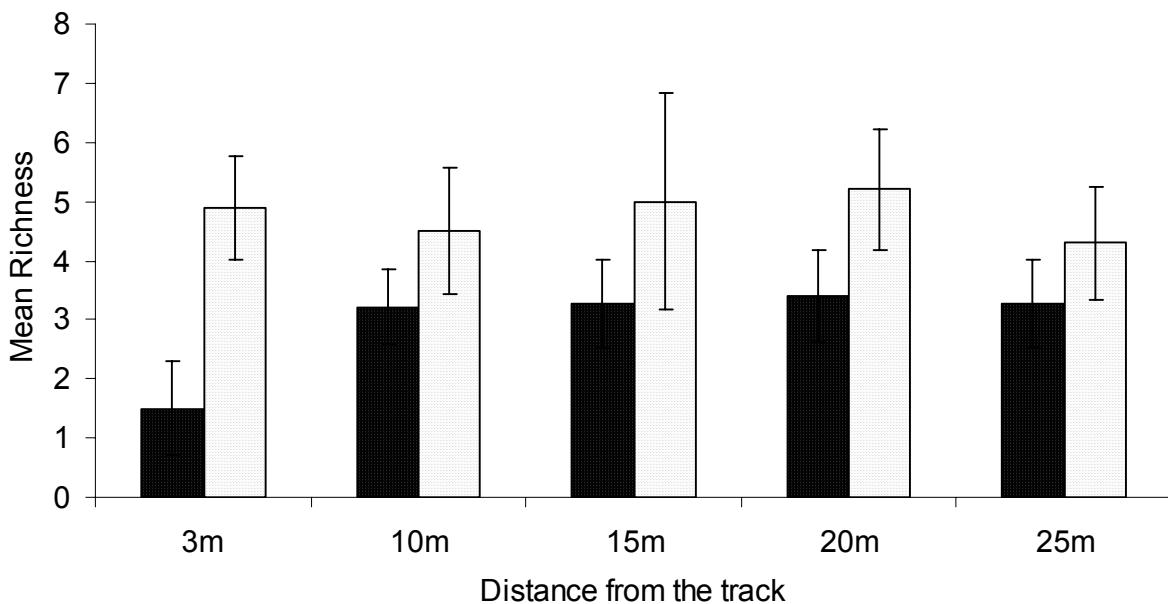



Figure 3.6. – Mean seed richness in edges (black bars) and forest interior (white bars). Data from Winter.

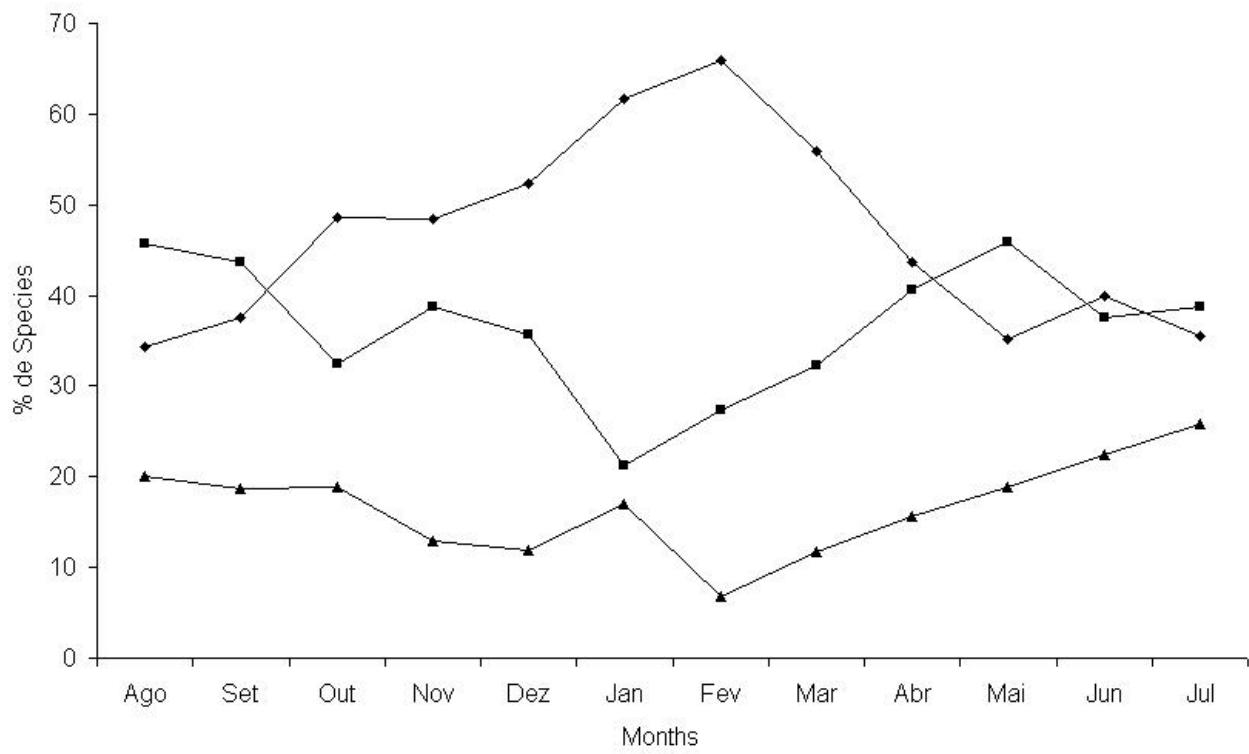



Figure 3.7. – Frequency of occurrence (in %) of species considering their dispersal syndrome.

Table 3.1. Family, dispersal mecanism and fruiting season of 59 seed species collected.

Family	Species	Dispersal Mecanism	Fruiting Period
ANACARDIACEAE	*Tapirira guianensis* Aubl.	Zoo	jan/feb/mar
ANACARDIACEAE	*Lithraea molleoides* Engl.	Zoo	oct-jan
ANNONACEAE	*Annona cacans* Warm.	Zoo	feb-apr
ANNONACEAE	*Xylopia brasiliensis* Spreng. *	Zoo	apr-jul
APOCYNACEAE	*Aspidosperma cylindrocarpon* Muell. Arg. *	Ane	ago-oct
BIGNONIACEAE	*Jacaranda micrantha* Cham. *	Ane	
BIGNONIACEAE	*Tabebuia* sp	Ane	set-oct
BOMBACACEAE	*Pseudobombax grandiflorum* *	Ane	ago-set
BORAGINACEAE	*Cordia ecalyculata* Vell. *	Zoo	nov-dec
BORAGINACEAE	*Cordia trichotoma* Vell. ex Steud.*	Zoo	nov-dec
CAESALPINACEAE	*Copaifera langsdorfii* Desf. *	Zoo	ago-set
CAESALPINACEAE	*Hymenaea courbaril* Plum. ex Endl.	Zoo	jun-set
CAESALPINACEAE	*Schizolobium parahyba*	Aut	jun-set
CECROPIACEAE	*Cecropia sp.*	Zoo	mai-set
EUPHORBIACEAE	*Croton floribundus* Spreng. *	Zoo	nov-jan
EUPHORBIACEAE	*Croton salutaris* Casar. *	Zoo	nov-feb
FABACEAE	*Bauhinia* sp	Aut	jan-maio
FABACEAE	*Dalbergia frutescens* (Vell.) Britton	Ane	mai-julh
FABACEAE	*Erythriana falcata* Benth.	Aut	jun-set
FABACEAE	*Machaerium aculeatum* Raddi *	Ane	apr-jul
FABACEAE	*Platypodium elegans* Vog.	Ane	set-nov
FABACEAE	*Sweetia fruticosa* Spreng. *	Ane	oct-dez
FLACOURTIACEAE	*Casearia sp*	Ane	oct-nov
LAURACEAE	*Nectandra sp.*	Zoo	nov
LAURACEAE	*Ocotea* sp	Zoo	set-oct
MAGNOLIACEAE	*Talauma ovata* St. Hil.	Zoo	jun-jul
MELASTOMATACEAE	*Miconia* sp1	Zoo	oct-dez
MELIACEAE	*Cedrela fissilis* Vell.	Ane	nov
MELIACEAE	*Guarea* cf. *kunthiana*	Zoo	jun-set
MELIACEAE	*Guarea macroplylla* Vahl.	Zoo	jan-jun
MELIACEAE	*Trichilia catigua* A. Juss. *	Zoo	nov
MELIACEAE	*Trichilia clausseni* DC. *	Zoo	oct-feb
MELIACEAE	*Trichilia elegans* A. Juss. *	Zoo	oct-feb
MELIACEAE	*Trichilia hirta* L. *	Zoo	oct-feb
MELIACEAE	*Trichilia pallida* Swartz. *	Zoo	jul-set
MIMOSACEAE	*Acacia polyphylla* DC. *	Aut	apr-set
MIMOSACEAE	*Inga sp.*	Zoo	jul-ago
MIMOSACEAE	*Piptadenia gonoacantha* (Mart.)Macbr. *	Aut	mai-ago
MORACEAE	*Ficus sp.*	Zoo	jan-jun
MYRTACEAE	*Campomanesia mascalantha* (Berg.) Kiaerskow *	Zoo	oct
MYRTACEAE	*Eugenia sp.*	Zoo	nov-dez
MYRTACEAE	*Gomidesia affinis* (Camb.) Lerg. *	Zoo	oct
MYRTACEAE	*Myrcia rostrata* DC. *	Zoo	oct-mar
NYCTAGINACEAE	*Guapira opposita* (Vell.) Reitz *	Zoo	nov
PALMAE	*Geonoma brevispatha* Barb. Rodr.	Zoo	nov-mar

PALMAE	*Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Classman *	Zoo	jun-ago
PIPERACEAE	*Ottonia* sp	Zoo	jul-dez
PIPERACEAE	*Piper* sp	Zoo	jul-dez
RUBIACEAE	*Coffea arabica* L. *	Zoo	
RUBIACEAE	*Psychotria vauthieri* Muell. Arg. *	Zoo	apr-jul
SAPINDACEAE	*Cupania vernalis* Camb. *	Zoo	set-dez
SAPOTACEAE	*Chrysophyllum gonocarpum* (Mart. and Eichl.) Engl. *	Zoo	mai-set
SAPOTACEAE	*Chrysophyllum marginatum*	Zoo	mai-set
SOLANACEAE	*Solanum* sp.	Zoo	nov-dez
ULMACEAE	*Trema micrantha* Blume *	Zoo	jan-dec
URTICACEAE	*Urera baccifera* Gaudch. *	Zoo	nov-mar
VERBENACEAE	*Aegiphila sellowiana* Cham. *	Zoo	feb-apr
VOCHYSIACEAE	*Qualea jundiay* Warm. *	Ane	ago-set

DISCUSSÃO GERAL

Tipos de coletores

Após dois anos de testes, os coletores de ráfia apresentaram uma durabilidade considerável. Tanto os coletores colocados em áreas mais preservadas da mata quanto os colocados na área de brejo permaneceram em bom estado. Isso indica que a variação de umidade do ambiente, por si só, não altera de modo significativo a resistência do coletor. Por outro lado, alguns coletores colocados na borda da mata e na área queimada, tiveram a ráfia trocada devido à deterioração da fibra. Provavelmente, variações freqüentes na luminosidade e na umidade em áreas mais abertas contribuem para a deterioração. O uso de tubos de PVC como estacas se mostrou uma escolha conveniente, além de fáceis de carregar e de colocar são extremamente resistentes (todos os canos usados foram recolhidos em perfeito estado). Além de serem resistentes os coletores de ráfia e PVC também foram comparativamente eficientes, sendo que a abundância e a diversidade de sementes coletadas foram estatisticamente iguais as obtidas para os coletores de alumínio. Assim, os coletores de semente de ráfia são uma alternativa barata, leve, resistente e eficiente para estudos com chuva de sementes.

Chuva de sementes

A densidade de sementes encontrada em nosso trabalho foi maior do que a encontrada por Grombonne-Guarantini and Rodrigues (2002) na mesma área, no entanto essa diferença não foi significativa. Quando comparamos a densidade de sementes da Mata Santa Genebra com o encontrado em outras florestas tropicais notamos que essa densidade é extremamente baixa. A Mata Santa Genebra é uma área com muito efeito antrópico sendo que isso pode influenciar diretamente na estrutura e na composição das

espécies da comunidade de plantas. Assim ao compararmos a Mata Santa Genebra com áreas mais bem preservadas espera-se uma menor densidade e diversidade de sementes.

A maior abundância de sementes no verão em armadilhas localizadas no interior da floresta pode ter sido causada por um maior número de espécies zoocóricas nessas áreas, espécies as quais geralmente frutificam na época do ano mais quente e úmida. Por outro lado, a maior riqueza de espécies nos coletores localizados na borda da floresta durante o inverno pode ocorrer devido a um maior número de espécies anemocóricas que geralmente frutificam em condições mais frias e secas

Esta observação ligada a sazonalidade da chuva de sementes vai de encontro com outros trabalhos com chuva de sementes feitos em florestas tropicais. Um ambiente com melhores condições de germinação e a disponibilidade de agentes dispersores podem exercer uma pressão seletiva que pode influenciar a frutificação e determinar um modelo sazonal da produção de frutos. Sementes dispersas pelo vento tendem a ser coletadas durante o final da estação seca e o começo da estação chuvosa (maior incidência de vento), já plantas que possuem sementes dispersas por animais tendem a frutificar na estação chuvosa (tempo mais úmido permitiria que os frutos ficassem vistosos por mais tempo).

Nossos resultados também mostraram que a abundância e a riqueza de semente nas bordas da floresta foram significativamente menores do encontrado no interior da floresta, independentemente da estação climática. Nós conseguimos enxergar pelo menos duas explicações para esse fato. Primeiro, a proximidade com uma matriz dissimilar (plantio de cana) pode causar mudanças nas condições ambientais (por exemplo, luz e vento). Essas mudanças podem influenciar diretamente a abundância e a diversidade das espécies de plantas nessas áreas (através da dessecação, e de influências no

crescimento das plantas, por exemplo). Além disso, alguns autores discutem que estas mudanças microclimáticas podem favorecer a germinação de muitas espécies pioneiras podendo causar também promover um aumento na abundância e na diversidade de arbustos, trepadeiras e gramíneas (não consideradas nesse trabalho). Outra conseqüência é que mais vento ode resultar em uma maior queda de árvores. Assim a chuva de sementes nesses lugares pode apenas refletir a comunidade de plantas local.

Segundo, efeitos microclimáticos podem influenciar indiretamente a dispersão de sementes. Alguns autores discutem que em uma área bem preservada haja uma alta densidade de dispersores de sementes, como as aves, isso deve ocorrer pois provavelmente nessas áreas os animais podem encontrar maior proteção contra o vento e contra predadores. Assim, em áreas perturbadas podemos esperar um menor fluxo de sementes zoocóricas, que podem representar pelo menos 60% das espécies de planta em uma floresta tropical.

Esses mesmos efeitos microclimáticos podem explicar a chuva de sementes na área queimada. No entanto uma terceira explicação também é possível, alguns autores discutem que após uma queimada se reinicia o processo de sucessão. Assim a área queimada da Mata Santa Genebra pode estar em um estágio sucessional inicial, no qual as trepadeiras dominam o ambiente. Portanto, as baixas abundância e diversidade de sementes do extrato arbustivo arbóreo na área queimada também podem ser explicadas pelo estado sucessional.

Quando consideramos que o efeito do manejo das áreas de borda teve sobre a chuva de sementes, nós não encontramos diferenças significativas entre as áreas tratadas e as áreas não tratadas. Isso nos mostra que do ponto de vista da chuva de sementes a estratégia de manejo ainda não foi eficiente. Isso pode ter ocorrido provavelmente pois as

árvores plantadas nessas áreas ainda não atingiram o estágio reprodutivo. Nós podemos presumir também que os dispersores de sementes ainda não voltaram a frequentar essas áreas.

Finalmente quando olhamos mais de perto nós encontramos ainda mais diferenças. Nós testamos se a distância do coletor para a trilha usada no interior da mata ou da estrada que a circunda poderia influenciar na chuva de sementes. A abundância e a diversidade de sementes coletadas no interior da mata não diferiram entre os coletores, o que nos mostra que a trilha não influencia na chuva de sementes. Por outro lado, se considerarmos os coletores distribuídos na borda da mata o resultado é diferente. A abundância e a diversidade de sementes dos coletores colocados a 3m da estrada foi significativamente menor do que nos outros coletores, mostrando que as zonas de contato com a área adjacente (3m) são áreas mais críticas do que as um pouco mais profundas (10m – 25m). Esse fato pode ser explicado por uma maior influência de fatores como o vento e a luminosidade nessas áreas

Nosso trabalho é importante por mostrar que a situação da Mata Santa Genebra é bastante preocupante, do ponto de vista da chuva de sementes. A abundância de sementes na mata como um todo é significativamente inferior ao encontrado em outros fragmentos de floresta tropical, o que evidencia o alto grau de perturbação dessa área. O baixo fluxo de sementes, em especial as zoocóricas na borda da mata e na área queimada pode se tornar um problema, vindo a comprometer o processo natural de sucessão das espécies. Acreditamos que nossos resultados são fundamentais na definição de uma estratégia de manejo eficiente para a manutenção de um dos maiores fragmentos florestais urbanos do país.